DOI: 10.21513/0207-2564-2018-2-51-79 УДК 621.039:504.054:504.064.36

ЛАНДШАФТНО-РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ ТЕРРИТОРИИ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ МОНИТОРИНГА АГРОСФЕРЫ ПРИ АВАРИИ НА АЭС

Б.С. Пристер, В.Д. Виноградская, Т.Д. Лев, Н.Н. Талерко, Е.К. Гаргер, О.Г. Тищенко

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины,
Украина, 03680, г. Киев, ул. Лисогорская д. 12; *office@ispnpp.kiev.ua*

Резюме. С целью обеспечения готовности к аварийному реагированию разработана методология превентивного до аварии радиоэкологического мониторинга и районирования территории, которая может быть подвергнута радиоактивному загрязнению в результате тяжелой аварии на АЭС при возможных метеорологических сценариях. Принципиальным ее отличием является изучение территории с точки зрения возможностей ведения сельского хозяйства и управления формированием дозы внутреннего облучения от поступления радионуклидов с продукцией. Деление территории на основе ландшафтно-бассейнового принципа по экологическим признакам, влияющим на формирование дозы, и уровням загрязнения может быть определено как радиоэкологическое районирование. Районирование обеспечивает пространственно-временное совмещение информации на всех тематических уровнях формирования дозы. Предложено определение радиоэкологической критичности каждого района, которая определяет уровень риска от загрязнения объектов, их вклад в формирование дозы облучения населения и, соответственно, приоритетность проведения мониторинга и контрмер.

Ключевые слова. Радиэкологический мониторинг, районирование, бассейн, элементарный ландшафт, радиологическая критичность территории, аварийное реагирование, превентивность.

LANDSCAPE-RADIO-ECOLOGICAL ZONING OF THE TERRITORY FOR THE PURPOSE OF MONITORING OF AGROSPHERE IN CASE OF ACCIDENT ON NPP

B.S. Prister, V.D. Vinogradskaya, T.D. Lev, N.N. Talerko, E.K. Garger, O.G. Tischenko

Institute for safety problems of NPP NAS of Ukraine,
12, Lisogorskaya str., 03680, Kiev, Ukraine; *office@ispnpp.kiev.ua*

Abstract. To ensure readiness for emergency response a methodology was developed for preventive before the accident radioecological monitoring and zoning, which may be subjected to radioactive contamination as a result of a severe accident at NPP in case of possible weather scenarios. The fundamental distinction

is the study of the territory from the point of view of agriculture and the formation of internal exposure dose from radionuclide intake from products. The division of the territory on the basis of landscape-basin approach for environmental characteristics affecting the formation of the doses and pollution levels can be defined as radio-ecological zoning. Zoning provides spatial-temporal combining information on all thematic levels of the formation of dose. The proposed definition of the radioecological sensitivity of each area, which determines the level of risk from pollution, their contribution to the formation of radiation doses of the population and, therefore, prioritize monitoring and countermeasures.

Keywords. Radioecological monitoring, zoning, basin elementary landscape, radioecological criticality of the territory, emergency response, preventive measures.

Введение

При всех тяжелых авариях в атомной промышленности и энергетике – Кыштым Челябинской области (СССР, 1957), Уиндскейл (Англия, 1957), Чернобыль (СССР, 1986), Фукусима (Япония, 2011), загрязнению подверглись обширные территории с интенсивным ведением сельского хозяйства, на которых проживали значительные контингенты населения (Эйзенбад, 1967; Бакуров и др., 1997; Пристер, 1999; Алексахин и др., 2001; Изучение радиоэкологических…, 2005; Wakeford, 2007; Steinhauser et al., 2014; MEXT-NRA…, 2014). Эти аварии признаны коммунальными сельскохозяйственными катастрофами. Исследование их последствий показало, что радиоактивное загрязнение природных сред и связанные с ним дозы облучения человека определяются не только характеристиками выброса из аварийного источника и текущими метеорологическими условиями, но и в значительной степени экологическими условиями загрязненной территории (Федоров и др., 1973; Kobayashi et al., 2012; Prister et al., 2016).

Пространственная неоднородность ландшафтных характеристик (рельеф, тип почвы, тип растительности) и условий землепользования могут привести к значительной вариабельности радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции и связанных с ней доз внутреннего облучения населения. К сожалению, в качестве главных факторов радиационной обстановки по-прежнему используют мощность дозы внешнего облучения и плотность загрязнения почв без должного учета их свойств и ландшафтных особенностей, хотя доза внутреннего облучения населения при равной плотности загрязнения почв разного качества может изменяться до двух порядков величины (Environmental and Source…, 2005; Programmes…, 2010).

В случае радиационной аварии эффективность защиты населения путем ограничения потребления загрязненной сельскохозяйственной продукции определяется быстротой принятия решения в острый период аварии. Для этого необходимо подготовить начальный прогноз развития радиационной ситуации, выполненный с помощью комплекса моделей миграции радионуклидов в компонентах окружающей среды, провести инструментальный

мониторинг радиационной обстановки, оптимизированный с использованием результатов прогноза, и выбрать оптимальные контрмеры.

К настоящему времени разработан ряд систем поддержки принятия решений (СППР) в случае тяжелых радиационных аварий: NARAC (США), ARGOS (Швеция), RODOS (ЕС), RECASS (Россия), WSPEEDI (Япония) и др. Они позволяют прогнозировать радиационную обстановку с использованием различных моделей миграции радионуклидов в точке с заданными координатами без комплексного учета пространственного распределения экологических факторов: ландшафтные особенности территории, тип почвы, системы землепользования и т.п. (Shershakov, Trakhtengerts, 1996; Ehrhardt, 1997; Hoe et al., 2009; Nakanishi et al., 2011; Sugiyama et al., 2014). Модели миграции радионуклидов в различных средах (атмосферного переноса и осаждения, миграции в почве, миграции в пищевых цепях) используют различные наборы входных данных об экологических свойствах территории, которые не всегда согласованы между собой. Информация, собранная в процессе проектирования АЭС в томе проекта «Оценка воздействия на окружающую среду» (ОВОС), носит обзорный, в большинстве компилятивный характер, и не содержит входной информации для расчетных моделей. К тому же при тяжелых авариях площадь радиоактивного загрязнения значительно превосходит размеры зоны наблюдения АЭС, указанные в ОВОС (30 км). После аварий в Кыштыме, в Чернобыле, на АЭС Фукусима-1 формирование баз данных картографической, статистической и другой информации, необходимой для детальной оценки радиационной обстановки, длилось от полугода до нескольких лет. За это время основная часть дозы облучения населения за всю жизнь была уже сформирована (Загальнодержавна…, 1997; Пристер, 2008).

Оценка радиационной обстановки в агросфере не выделена одной из главных задач превентивного и после аварийного мониторинга. Регламента послеаварийного радиоэкологического мониторинга агросферы, утвержденного нормативными документами, в настоящее время не существует. В случае возникновения на АЭС тяжелой аварии информация от существующих систем радиационного контроля окружающей среды не достаточна для управления процессом формирования доз и своевременного принятия адекватных контрмер в агросфере на всем радиоактивном следе.

На территории Великобритании было исследовано влияние экологических характеристик территории на формирование доз облучения населения в средней и поздней фазах Чернобыльской аварии (система ECOSYS-87) (Müller, Prohl, 1993). Подготовлена база данных, которая содержала характеристики почв, сельскохозяйственной продукции, культур и техногенных параметров по 5648 клеткам с шагом 5 х 5 км. Было выявлено наличие в Англии и в Уэллсе т.н. уязвимых или чувствительных к изменениям радиоэкологических условий регионов, благодаря чему более высокие дозы облучения могут формироваться в регионах с невысоким уровнем загрязнения.

Опыт ликвидации последствий тяжелых аварий показывает, что радиационный мониторинг, оценка состояния отдельных сред, контроль качества

продукции и система контрмер планируются и реализуются без взаимной координации, пространственного и временного согласования. Как следствие картографические сетки, масштабы и интегральные результаты трудно совместить в пространстве и времени, что снижает эффективность использования информации и увеличивает неопределенность оценок и планирования контрмер на загрязненных территориях. С целью повышения эффективности защиты населения и сельскохозяйственного производства от последствий тяжелой аварии предложено превентивно до аварии проводить радиоэкологический мониторинг территории вероятного загрязнения, включая сбор и анализ информации, необходимой для прогнозирования и оценки радиационной обстановки при различных сценариях аварий. Для оптимизации объема мониторинга и получения значений радиоэкологических параметров, представительных для конкретных элементов загрязненной территории, предложена методология превентивного, до аварии радиоэкологического районирования территории и формирования базы данных о свойствах выделенных районов с оценкой их радиоэкологической критичности – возможного вклада в формирование дозы облучения населения. Такая информация является основой для быстрого прогнозирования и оценки радиационной обстановки, составления и реализации программы контрмер.

Проблемы районирования территории и оценка их критичности были исследованы авторами в ходе выполнения проекта УНТЦ № 5953 «Methodology for long–term radiation monitoring to dose assessment using radiological zoning and modelling of radionuclides migration in environmental and food chains» (Prister et al., 2016), ориентированного на ликвидацию последствий аварии на АЭС Фукусима-1. Методология предложена для оптимизации мониторинга и планирования контрмер (Prister et al., 2018). С целью сделать методологию более доступной для практического использования, прежде всего в пострадавших от аварии на ЧАЭС регионах Беларуси, России и Украины, в настоящей работе более детально рассмотрена методология ландшафтного районирования, основанная на ландшафтно-бассейновом принципе, и оценки роли отдельных элементов территории в формировании поглощенной дозы облучения населения от аварийных выбросов.

Материалы и методы исследования

В качестве полигона для отработки методологии радиоэкологического мониторинга выбран участок западного радиоактивного следа аварии на ЧАЭС, сформированного на территории Украинского Полесья. Полигон включает северные районы Черниговской, Киевской, Житомирской, Ровенской и Волынской областей Украины, кроме зоны отчуждения (рис. 1). Протя-женность полигона в западном направлении от ЧАЭС составляет около 350 км, площадь ≈ 37 тыс. км^2, что многократно превышает площадь зоны наблю-дения АЭС. Плотность загрязнения почвы полигона ^{137}Cs достигает 1200 и выше кБк·м$^{-2}$.

Рисунок 1. Расположение полигона на карте загрязнения Европы ^{137}Cs
(Де Корт и др., 1998; Prister et al., 2016)

Основную часть территории полигона занимает Полесская низменность с долинами многочисленных рек, в большинстве пойм которых много заливных лугов и озер. Территория полигона лежит в пределах бассейнов рек Припять и Тетерев – притоков р. Днепр первого порядка. В свою очередь эти бассейны включают 9 бассейнов притоков 2-го порядка и большое количество бассейнов притоков низших порядков, что обусловило чередование однотипных элементов ландшафта и почв на территории тестового полигона (рис. 2).

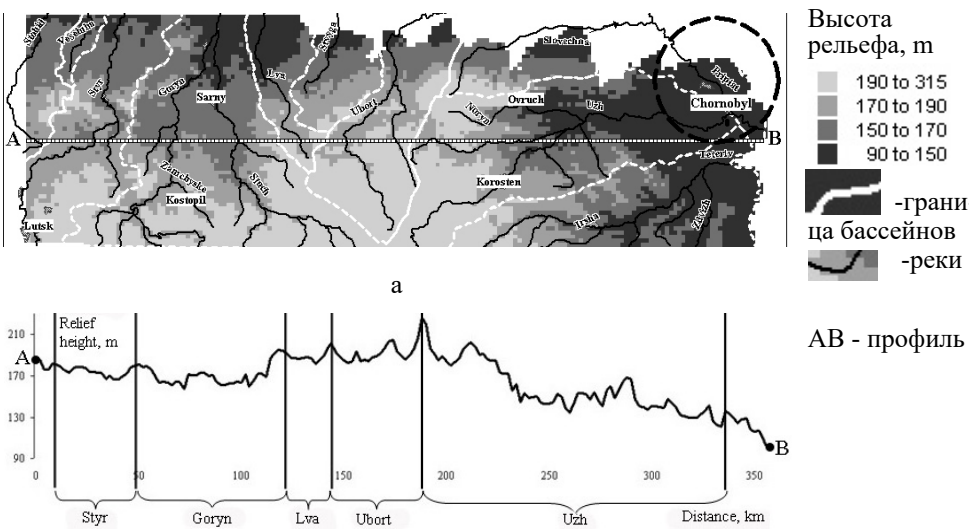

Рисунок 2. Границы бассейнов больших рек полигона
а - на карте высот рельефа; б – на профиле продольного сечения рельефа А-В
(Prister et al., 2018)

Были созданы и исследованы картографические слои тип ландшафта, тип почвы и тип землепользования (рис. 3). Как показал опыт (Пристер и др., 2016) именно эти экологические факторы позволяют учесть влияние ландшафтно-геохимических условий местности на осаждение выпадений, включение радионуклидов в биологические цепи и формирование дозы облучения населения. Элювиальные ландшафты на водоразделах занимают 30%, трансэлювиальные ландшафты на склоновых участках – 15% территории полигона (рис. 3а).

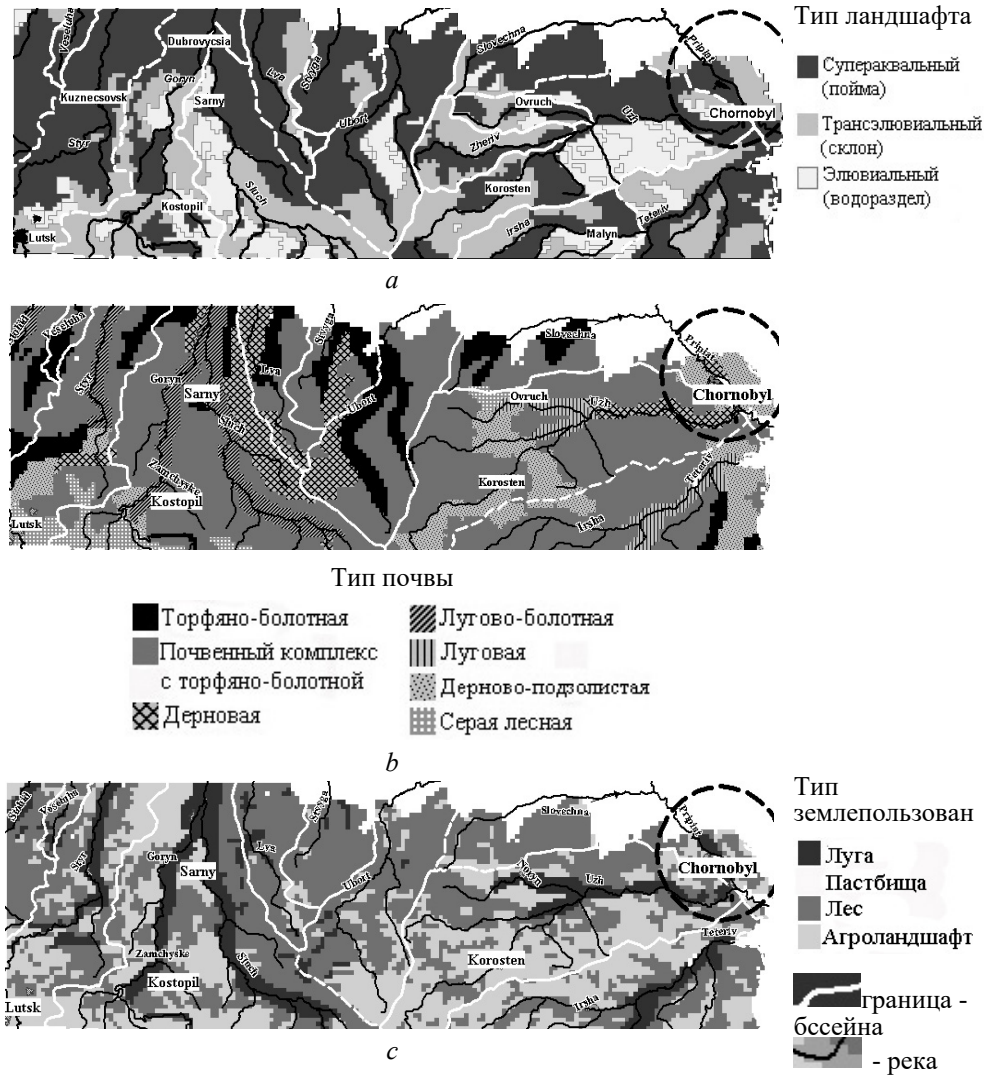

Рисунок 3. Карты экологических характеристик полигона
a – типов элементарных ландшафтов, b – типов почв M1:3 500 000,
c – типов землепользования M1:200 000 (Prister et al., 2018)

Радиоэкологическое районирование территории выполняется в трех масштабах, так как решения о проведении мониторинга и контрмер принимаются на различных уровнях: государственном – для территории страны, региональ-

ном – областей или нескольких районов, и локальном – района, населенного пункта, фермы (табл. 1).

Связь между различными уровнями оценки отображается с использованием вложенных сеток и разработанных унифицированных классификаторов. Для создания цифровых карт тематических слоев (гидрографию, типы почв, растительный покров, населенные пункты) использовали данные дистанционного зондирования Земли SRTM, мультиспектральные снимки спутника Landstat 7, карты структуры землепользования и паспорта агрохимического обследования почв, данные радиационного мониторинга и экспедиционных обследований с применением технологий GPS, статистические данные (Лев и др., 2016а).

Таблица 1. Требования к входным данным для превентивной радиоэкологической оценки территории (Prister et al., 2016)

Масштаб оценки	Площадь, км^2	Сетка Grid. км	Шаг данных SRTM, м	Разрешающая способность данных ДЗЗ, м	Масштаб карт
Государственный	> 1000	2 x 2	900 x 600	> 100	M1:5 000 000 M1:1 000 000
Региональный	100 - 1 000	0.5 x 0.5	90 x 60	15 - 30	M1:200 000 M1:100 000
Локальный	< 100	0.25 x 0.25	90 x 60	< 15	M1:25 000 M1:10 000

Результаты исследования

Формирование сети радиоэкологического мониторинга

Цель радиационного мониторинга заключается в исследовании поля мощности дозы и плотности выпадений радионуклидов. Радиоэкологический мониторинг носит комплексный характер и дополняет радиационный мониторинг исследованием почв, систем землепользования и созданием других информационных слоев, необходимых для прогноза доз облучения. Неоднородности радиационного поля и экологических условий значительны и должны быть учтены при формировании сети мониторинга и радиологического контроля качества продукции. Например, на территории полигона концентрация ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции при равной плотности загрязнения почвы изменяется до двух порядков величины в зависимости от типа почвы и вида выращиваемых на ней растений (Пристер, Виноградская, 2011). В то же время на практике сеть радиационного мониторинга, как правило, регулярная, и места отбора проб и проведения измерений расположены в центре квадратов разного шага, в узлах пересечения румбов, идущих из эпицентра выброса, с концентрическими окружностями разного диаметра и т.д. (Руководство…, 2002; Programmes…, 2010).

Регулярные сети мониторинга не отражают структуру рельефа и ландшафта территории. Анализ профиля высот полигона (рис. 2б) показывает, что при формировании регулярной сети два соседних пункта мониторинга могут

находиться в разных бассейнах. Увеличение числа отбора проб или измерений контролируемого параметра сопровождается резким увеличением объема мониторинговых работ и времени обработки результатов. На практике радиационный и радиоэкологический мониторинги и прогноз радиационной обстановки планируются и выполняются независимо в не согласованных координатных сетках с произвольным шагом, что затрудняет их совмещение.

Вместо регулярной сети пунктов отбора проб в схеме мониторинга мы использовали деление территории по комплексу объективных признаков на области пространства – районы, а оценку характеристик районов предложили проводить по средним представительным значениям их радиационных и экологических параметров. Таким образом, сеть отбора проб и проведения измерений отражает экологическую структуру территории. Районирование позволило совместить сети отбора проб мониторинга и оценки радиоэкологических характеристик среды в пространстве и использовать в качестве единого объекта мониторинга всех сред, контроля качества продукции и проведения контрмер конкретные элементы ландшафта. Такой подход обусловливает универсальность метода и возможность использования его практически на любых территориях.

Мощность дозы облучения человека на загрязненной территории быстро уменьшается во времени, поэтому эффективность аварийного реагирования максимальна в первые часы и сутки после выпадений. Очевидно, именно в первый послеаварийный период важно оптимизировать мониторинг и систему проведения контрмер. Оптимизация приобретает особое значение на больших территориях радиоактивных следов, так как площадь радиоактивного загрязнения после тяжелых аварий многократно превосходит площадь 30-км зоны наблюдения АЭС. Предложенный подход к формированию рабочей сети мониторинга позволяет сократить число индивидуальных проб путем объединения их в представительные средние пробы для каждого района.

Исследование территории возможного влияния аварийного выброса необходимо провести до аварии. Конечная задача этапа превентивной подготовки – выявить элементы территории и объекты, потенциально опасные с точки зрения возможности производства продукции с превышением норматива на содержание рН, и установить контрольные предельные уровни загрязнения отдельных элементов территории, при которых вероятно превышение норматива на загрязнение продукции. Это позволяет в короткие сроки после аварии уже по данным прогноза выпадений ответить на основные вопросы – где, когда, какие контрмеры необходимы для каждого ландшафтного комплекса. Обобщение накопленных данных о поведении радионуклидов в системе “почва-растение” свидетельствует, что плотность загрязнения почвы не может быть единственным критерием опасности радиационной обстановки: ведущую роль играют тип ландшафта, тип почвы и место ее в ландшафте, система землепользования, включая способы содержания животных, использование продукции и другие факторы. Информация о пространственном распределении основных характеристик территории должна быть собрана и организована в базу данных.

Методология радиоэкологического районирования

Влияние ландшафтно-геохимических особенностей проявляется на всех трофических уровнях, поэтому необходим универсальный принцип деления территории, обеспечивающий пространственно-временное совмещение информации на всех уровнях формирования дозы. Деление территории по уровням загрязнения и экологическим признакам, влияющим на формирование дозы, может быть определено как радиоэкологическое районирование. В основу радиоэкологического районирования положен бассейново-ландшафтный принцип (Фортескью, 1985; Перельман, 1999; Пристер и др., 2015; Лев и др., 2016). В качестве первичной единицы районирования и объективно существующей структурной единицы территории используем бассейн. Соответственно масштабу контролируемой территории выделяем бассейны поверхностного стока рек разных порядков, границы между которыми проходят по линиям водоразделов. Территории бассейнов разделяем на элементарные ландшафты с учетом сопряжения их по стоку. Затем выделяем основные типы ландшафтов: элювиальные – водоразделы, транзитные – склоны, субаквальные – поймы, террасы, геохимические барьеры, и аквальные – болота, озера, русла рек и т.д. (рис. 4) (Глазовская, 1981; Добровольский, 1984).

Далее проводится выделение структурных элементов ландшафтов по совокупной оценке признаков, определяющих формирование дозы облучения человека (рис. 4). Например, на водоразделе можно выделить лес и агроландшафт, протяженный склон делят на части – верхняя часть (зона смыва) с более сухими дерново – подзолистыми супесчаными почвами, средняя – транзитная, и нижняя – зона аккумуляции твердого стока (делювий) с дерновыми суглинистыми оглеенными почвами. Пойменные участки могут затапливаться на различные сроки, вследствие чего образуются различные типы растительности и т.п. Таким образом, в основу метода радиоэкологического районирования положено представление об элементарном ландшафте или его структурном элементе (почва, растительный покров), как об экологически однородной территории, в границах которой вид закона распределения значений ее характеристик допускает их усреднение.

Для проведения типологизации районов созданы классификаторы внутри каждого из экологических факторов. Первым классом критичности $K_{кр}$ для каждого фактора поставлен признак, наиболее критический с точки зрения интенсивности миграции радионуклидов и формирования дозы облучения населения (коэффициент критичности). Например, на территории полигона наиболее критичными являются органогенные гидроморфные почвы, которым присвоили первый класс, а наименее критичными – серые лесные почвы, которым присвоен 7-ой класс критичности (рис. 4) (Пристер, Виноградская, 2011; Виноградська, 2014).

В пределах исследованного полигона на государственном уровне выявлено 20 типологических радиоэкологических единиц. Каждому выделенному элементу районирования присваивают код (экологическую координату), который включает коды бассейна и типологической радиоэкологической единицы.

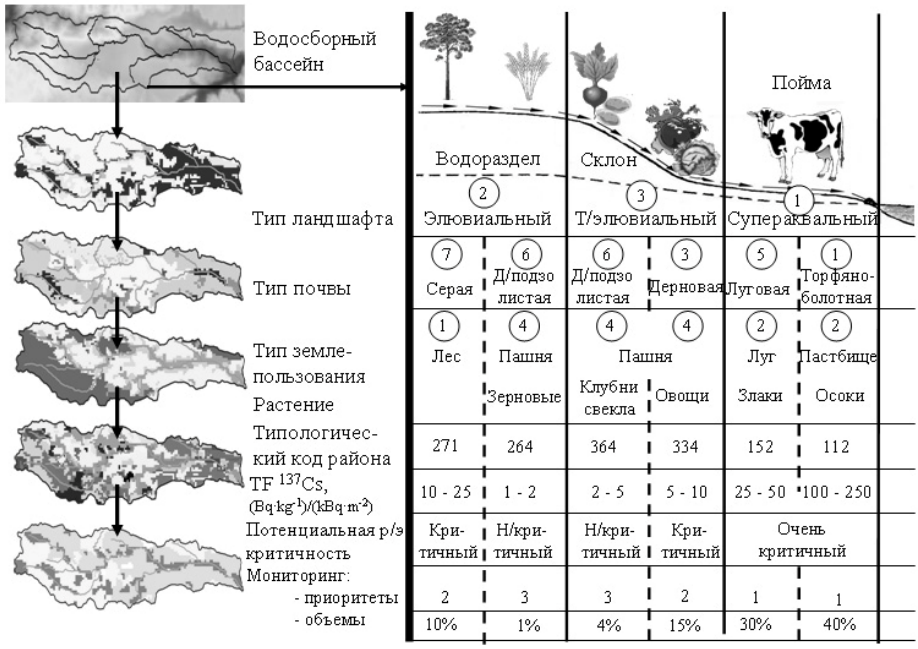

Рисунок 4. Схема проведения радиоэкологической типологизации территории тестового полигона

Цифры в кружках – место в классификаторе (Пристер, Виноградская., 2011; Prister et al., 2018)

Экологические координаты обеспечивают четкое определение местоположения объекта и облегчают вынесение информации на местность – экологический адрес элемента подробно описывает его местоположение. Например: район с кодом «8132» обозначает луга на дерновых почвах в нижней части правобережной поймы бассейна р. Стырь, в районе влияния Ровенской АЭС и легко может быть найден как на карте, так и на местности (табл. 2).

Таблица 2. Расшифровка экологической координаты – кода радиоэкологического района «8132»

8	1	2	3
Код водосборного бассейна	Типологический код района		
	Тип ландшафта	Тип почвы	Тип землепользования
р. Стырь	Супераквальный	Дерновая	Луга и пастбища

На территории исследования всего выделено около 600 радиоэкологических районов, представленных 20 типологическими единицами (рис. 5, табл. 3). Одна и та же типологическая единица может встречаться в разных бассейнах. Это дает возможность оптимизировать сеть радиоэкологического мониторинга. Достаточно провести превентивный мониторинг почв представителей всех 20 типологических единиц в 3-х кратной повторности в пределах всего полигона. В этом случае детальный анализ 60 представитель-

ных проб почвы позволит оценить качество почв всей территории полигона. В последующем эти оценки могут быть уточнены. Сеть поставарийного мониторинга должна учитывать градиент уровней загрязнения территории радионуклидами, поэтому после проведения радиационного мониторинга количество точек мониторинга может увеличиться согласно количеству установленных зон загрязнения. Например, в Украине после аварии на ЧАЭС, установлено 3 зоны загрязнения почвы ^{137}Cs для ведения хозяйства: <100, 100-185, 185-555 кБк·м$^{-2}$.

Таблица 3. Типологические коды районов и коэффициент критичности районов тестового полигона на государственном уровне

Типологическая единица		Признаки типологического районирования					
		Тип элементарных ландшафтов		Тип почв		Тип землепользования*	
код	**легенда**	**название**	**$К_{кр}$**	**название**	**$К_{кр}$**	**название**	**$К_{кр}$**
111		Superaqual	1	Histosols	1	Лес	1
112		Superaqual	1	Histosols	1	Луга и пастбища	2
114		Superaqual	1	Histosols	1	Агроландшафт	4
121		Superaqual	1	Soil complex with Histosols	2	Лес	1
124		Superaqual	1	Soil complex with Histosols	2	Агроландшафт	4
131		Superaqual	1	Eutric Gleysols	3	Лес	1
132		Superaqual	1	Eutric Gleysols	3	Луга и пастбища	2
142		Superaqual	1	Mollic Gleysols	4	Луга и пастбища	2
152		Superaqual	1	Fluvisols	5	Луга и пастбища	2
161		Superaqual	1	Podzoluvisols	6	Лес	1
164		Superaqual	1	Podzoluvisols	6	Агроландшафт	4
221		Eluvial	2	Soil complex with Histosols	2	Лес	1
224		Eluvial	2	Soil complex with Histosols	2	Агроландшафт	4
242		Eluvial	2	Mollic Gleysols	4	Луга и пастбища	2
261		Eluvial	2	Podzoluvisols	6	Лес	1
264		Eluvial	2	Podzoluvisols	6	Агроландшафт	4
271		Eluvial	2	Greyzems	7	Лес	1
274		Eluvial	2	Greyzems	7	Агроландшафт	4
321		Transeluvial	3*	Soil complex with Histosols	2	Лес	1
324		Transeluvial	3	Soil complex with Histosols	2	Агроландшафт	4

Примечание. *3 Класс – приусадебные участки в границах населенных пунктов, выделяется на региональном и локальном уровнях.

Важной задачей при таком подходе формирования сети мониторинга является получение представительных результатов. Обеспечить представительность можно методом отбора средней пробы с каждого района, которая включает не менее чем 25 индивидуальных проб, отбираемых по методу конверта и распределенных по площади объекта (элемента ландшафта) с учетом неоднородностей распределения радиоактивных выпадений (Пристер и др.,

1989). Эффективность метод отбора представительной пробы подтверждена после аварии на ЧАЭС при проведении съемки плотности радиоактивных выпадений в 1986 г. на территории сельскохозяйственных угодий 445 административных районов Украины. В каждом из 25-28 колхозов района агрономической службой была взята средняя проба не менее чем с 9 полей севооборота. Пробу доставляли в районную санитарно-эпидемиологическую лабораторию. Пробы из всех хозяйств одного района перемешивали в кузове самосвала и брали аликвоту для измерения. За 10 дней была создана карта средних уровней загрязнения территории ^{137}Cs и ^{90}Sr всех 445 районов Украины долгоживущими радионуклидами, на которой проявились все пятна с повышенным уровнем плотности выпадений (Радіоекологічні наслідки, 2011). Районы с повышенным уровнем загрязнения стали приоритетом при проведении детального мониторинга на региональном уровне.

При формировании перечня информации, необходимой для оценки радиационной ситуации, должен быть учтен набор входной информации для комплекса моделей, с помощью которых осуществляется прогнозирование загрязнения сельскохозяйственной продукции. Для выбранного полигона создана база данных параметров мезомасштабной модели атмосферного переноса и осаждения радиоактивной примеси LEDI (Talerko, 2005; Талерко и др., 2010; Гаргер, 2013), вторичного подъема и переноса радионуклидов (Гаргер, 2008), модели аэрального загрязнения растительности AERALPLANT (Пристер, 2008), кинетической модели перехода радионуклидов из почвы в растения SoilPlant (Transfer…, 1995; Behavior…, 1996; Prister et al., 2006; Пристер, Виноградская, 2011; Виноградська, 2014) и далее в молоко и мясо и набора контрмер, которые были наиболее эффективны после аварии на ЧАЭС (Timedepend…, 2000; Soil-Plant Transfer…, 2002; Пристер и др., 2007; Ведення…, 2007). База данных также объединяет информацию по каждому району (элементу ландшафта) как объекту мониторинга, оценки опасности, контроля продукции на всех уровнях масштаба и трофических уровнях пищевой цепи. Свойства структурных элементов районирования и характерные для них параметры миграции радионуклидов в почве и биологических цепях изменяются от одного элемента к другому дискретно.

Радиоэкологическая критичность объектов

Сочетание ландшафтов и типов почв Полесья обусловило формирование высоких доз облучения человека по сравнению с территориями и радиоэкологическими объектами других зон при равных уровнях загрязнения. Это свойство объектов внешней среды и элементов территории мы назвали радиоэкологической критичностью, которая определяет уровень риска от загрязнения объектов и их приоритетность при аварийном реагировании. Как видно из рис. 4, в зависимости от места ландшафта в бассейне изменяются тип почвы, характер подстилающей поверхности, вид землепользования, возделываемые культуры, специализация животноводства и, в итоге, степень их критичности.

Опыт ликвидации последствий аварий на ПО «Маяк» в Челябинской области и на ЧАЭС показал, что при загрязнении территории ^{137}Cs критичность

торфяных, болотных и дерновых почв поймы существенно выше по сравнению с другими элементами ландшафта (Федоров и др., 1973; Пристер и др., 2016). После аварии на ЧАЭС не только в Украинском и Белорусском Полесье, но и в некоторых районах загрязненных областей России, Швеции и Великобритании критическими оказались ландшафты с органогенными гидроморфными почвами (Пристер, 1999; Gillet et al., 2001; Ильязов и др., 2006; Пристер и др., 2007). В некоторых населенных пунктах Волынской области в Украине население использует для выпаса скота 10-20 пастбищ, различающихся по типу почв и ландшафта, уровни загрязнения которых лежат в пределах 5-20 кБк·м$^{-2}$. Однако благодаря высокой влажности и кислой реакции торфяных почв значения коэффициента перехода TF на некоторых из них превышают значения 300 Бк·кг$^{-1}$/кБк·м$^{-2}$, что делает их высоко критичными. Это требует проведения контрмер даже на территориях, где мощность дозы внешнего гамма-излучения практически не отличается от фоновых значений до аварии.

На рис. 6 показано пространственное распределение уровня загрязнения почвы и средней по населенному пункту суммарной дозы населения за счет потребления ^{137}Cs с продуктами питания на территории западного следа чернобыльских выпадений. В удаленных на 300 и более км от ЧАЭС населенных пунктах на торфяных почвах даже при уровнях загрязнения около 37 кБк·м$^{-2}$ (1 Ки·км$^{-2}$) доза оказалась выше, чем вблизи от эпицентра аварии на минеральных почвах с плотностью загрязнения 370 кБк·м$^{-2}$ (10 Ки·км$^{-2}$) и более (Загальнодержавна…, 1997).

Критерий «критичность» представляет собой относительную оценку и не используется для расчета абсолютного значения поглощенной дозы в конкретных условиях. Он предназначен для сопоставления степени опасности (риска) от загрязнения конкретных элементов территории. Следует выделять потенциальную и реализованную радиоэкологическую критичность территории или ее элемента.

Потенциальная радиоэкологическая критичность (ПРК) i-го элемента территории характеризует роль ее экологических свойств без учета реального уровня загрязнения в случае аварии. ПРК элемента территории определяется как сумма произведений критичности всех факторов на их вклад в формирование дозы (весовые коэффициенты):

$$ПРК_{\Sigma} = \sum_{i=1}^{3} w_i \cdot ПРК_i^j$$

где $ПРК_i^j$ – потенциальная радиоэкологическая критичность j-ого класса критичности $К_{кр}$ i-ого экологического фактора; w_i – весовой коэффициент i-ого экологического фактора.

На основании опыта мониторинга и оценки радиационной обстановки в зоне аварии на ЧАЭС были приняты следующие значения весовых коэффициентов: w = 0.4 для типа ландшафта, w = 0.3 – для типа почвы, w = 0.3 – для типа природопользования.

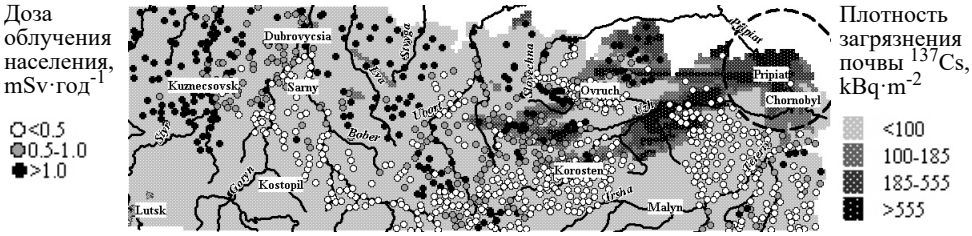

Рисунок 6. Пространственное распределение плотности загрязнения почв ^{137}Cs и средних по населенному пункту значений суммарной дозы облучения (мЗв·год$^{-1}$) на западном следе выброса ЧАЭС по данным общедозиметрической паспортизации 1997 г. (*Загальнодержавна…, 1997; Prister et al., 2018*)

ПРК каждого класса критичности экологических факторов определены с использованием классификатора, представленного в табл. 3:

$$ПРК_i^j = (K_{кpi}^n + 1 - K_{кpi}^j) \Big/ \sum_{j-1}^{n} K_{кpi}^j$$

где $K_{кpi}^j$ - класс критичности i-ого экологического фактора.

Для территории полигона получен широкий спектр значений ПРК, поэтому они были условно сгруппированы в три группы по степени критичности: «очень критичные», «критичные» и «некритичные». Проведена верификация предложенного способа радиоэкологической оценки территории по данным общедозиметрической паспортизации населенных пунктов, загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС. Как видно из табл. 4, чем выше потенциальная критичность территории, тем выше сформированная на ней после загрязнения радионуклидами доза.

Таблица 4. Значения ПРК и доза облучения населения в населенных пунктах выделенных радиоэкологических районов по данным паспортизациза 11-й год после аварии на ЧАЭС

Степень потенциальной критичности	**Типологический код района**	**Площадь, %**	**ПРК**	**Доза облучения населения, нормированная на плотность загрязнения почвы, (мЗв·год$^{-1}$)/кБк·м$^{-2}$**
Очень критичные	111, 112, 114, 121, 131, 132, 142, 152, 161, 221	54	0.31 - 0.40	0.93 - 1.8
Критичные	124, 242, 261, 271	15	0.26 - 0.30	0.62 - 1.2
Некритичные	164, 224, 264, 274, 321, 324	31	0.16 - 0.25	0.40 - 0.64

Реализованная радиоэкологическая критичность (РРК) будет зависеть не только от ее потенциальной радиоэкологической критичности, но и от уровня загрязнения территории радионуклидами. Паспортные значения поглощенной дозы облучения населения отражают реализованную критичность.

Рисунок 7. Карта потенциальной радиоэкологической критичности территории Украинского Полесья (государственный уровень) и эффективная доза облучения населения после аварии на ЧАЭС за 1997 г.
(Загальнодержавна…, 1997; Prister et al., 2018)

На рис. 7 представлена карта ПРК районов тестового полигона. Кружками на карте выделены населенные пункты, в которых средние дозы облучения населения превысили норматив 1 мЗв·год$^{-1}$. Практически все населенные пункты с превышением дозы оказались на территории районов с прогнозируемой оценкой «очень критичные» или «критичные».

Анализ рис. 7 показывает, что предложенная методика оценки потенциальной критичности территории отражает реальную степень критичности (радиационной опасности) при загрязнении территории. В 228 из 971 населенных пунктов полигона средние дозы облучения населения превысили норматив 1 мЗв·год$^{-1}$, из которых 146 (64%) расположены на «очень критичных», 51 (22%) на «критичных» и 31 (14%) на «некритичных» территориях (рис. 7). Некоторые населенные пункты расположены на границе районов с разной критичностью. Как правило, пастбища в них расположены на некотором удалении в зоне более высокой критичности, что приводит к повышенному уровню загрязнения молока и, соответственно, к более высокому значению дозы внутреннего облучения в этих пунктах.

Обсуждение результатов

Предложена методология превентивного радиоэкологического мониторинга, схема которого включает превентивную подготовку всей территории возможного влияния аварии, в том числе ее радиоэкологическое районирование, оценку потенциальной критичности районов и присвоение радиоэкологических параметров с занесением в базу данных. В случае тяжелой аварии путем наложения карты прогноза радиоактивного следа на карту потенциальной критичности может быть сделан прогноз загрязнения и оценка ожидаемой радиационной обстановки с использованием численного моделирования последствий аварии, в том числе расчет уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции и сопоставление их с нормативами. Это позволяет превентивно отработать методологию формирования сети послеаварийного мониторинга, контроля качества и планирования контрмер с учетом критичности районов и отдельных природных объектов территории радиоактивного

загрязнения. Радиоэкологический мониторинг территории и оценку критичности районов рекомендовано проводить превентивно в ходе составления тома проекта АЭС «Оценка воздействия на окружающую среду» (ОВОС). В настоящее время этот раздел, казалось бы, призван решить задачу сбора необходимой информации, но, во-первых, он выполняется только для территории 30-км зоны, во-вторых – большинство данных носит компилятивный характер и не могут быть использованы непосредственно как входные данные для расчетов параметров радиационной обстановки. Сформированные на стадии ОВОС сети мониторинга не отражают ландшафтную структуру территории и не представительны для ее элементов.

Использование критерия «критичность» элементов территории позволяет объективно оценить опасность от их загрязнения еще на этапе проведения превентивной радиоэкологической оценки. Важно отметить, что оценка потенциальной критичности территорий может быть сделана без привлечения собственно радиационных и радиоэкологических характеристик, таких как плотность загрязнения почв и величины коэффициентов перехода радионуклида из почвы в растения. Методология комплексного мониторинга отработана и проверена на территории Украинского Полесья, загрязненной при аварии на ЧАЭС (Prister et al., 2016). Доза облучения населения от ^{137}Cs в загрязненных пунктах Ровенской и Волынской областей на почвах высокой критичности при уровнях загрязнения около 37 кБк·м$^{-2}$ (1 Ки·км$^{-2}$) оказалась до 30 раз выше по сравнению с пунктами с плотностью загрязнения 370 кБк·м$^{-2}$ (10 Ки·км$^{-2}$) вблизи Зоны отчуждения.

В 1986 г. при принятии решений правительства о проведении контрмер в Ровенской и Волынской областях, где плотности загрязнения органогенных почв ^{137}Cs составляли 111-185 и меньше кБк·м$^{-2}$ (3-5 Ки·км$^{-2}$), роль экологических факторов не была учтена. В качестве основного критерия опасности использовали плотность загрязнения территории. В результате национальные нормативы на загрязнение молока и мяса ^{137}Cs были существенно превышены даже на официально “благополучных” территориях. Ученым с большим трудом удалось убедить руководство Украины включить Ровенскую и Волынскую области в число пострадавших регионов, в связи с тем, что коэффициенты перехода ^{137}Cs в цепи “почва – растения – молоко” в этих областях аномально высокие. Особенности почв Полесья были хорошо известны ученым задолго до аварии (Эйзенбад, 1967) и могли и должны были быть учтены уже на стадии оценки влияния на окружающую среду ЧАЭС. К сожалению, решение правительства, учитывающее экологические факторы, было принято только в 1988 г., и только с этого времени фактически на самых критических почвах начали проводить сельскохозяйственные контрмеры. Рассмотренные примеры убедительно подтверждают необходимость превентивного учета экологических факторов при прогнозировании и оценке радиационной обстановки, обусловленной выпадениями радионуклидов.

Основным критерием при радиоэкологическом районировании является местоположение ландшафта в бассейне и его соподчинение по стоку с другими элементами. Районирование выполняется в разных пространственных

масштабах в соответствии с уровнем принятия решения и необходимостью детализации информации. Результатом радиоэкологического районирования является деление территории на типологические объекты «бассейн – ландшафт – почва – землепользование», в границах которых значения параметров миграции радионуклидов в пищевых цепях допускают осреднение.

В процессе районирования на государственном, а иногда и на региональном уровне типы почв с высокой критичностью (например, торфяно-болотные критичные по отношению к ^{137}Cs) не могут быть отражены на картах из-за малой площади распространения. В то же время на территории некоторых районов именно наличие этих почв определяет критичность радиологической ситуации в конкретных хозяйствах, фермах, населенных пунктах и облучение населения в дозах, превышающих нормативы. Именно эти объекты должны стать приоритетом при проведении послеаварийного радиационного мониторинга, контроля качества продукции и в последующем контрмер. Сформулированы правила составления классификаторов каждого из признаков. Однако при анализе радиационной обстановки в масштабе государственного уровня такие мелкие объекты могут остаться не замеченными и проявятся в последующем уже на уровне контроля продукции или дозы облучения человека, когда проводить контрмеры уже поздно, как это случилось на территории Украинского Полесья. Чтобы исключить такую возможность предложено в классификаторы типов почвы на региональном и государственном уровне включить категорию «комплексы почв», например, «Soil complex with Histosols» (см. табл. 3). К группе высокой критичности отнесены также комплексы дерново - подзолистых почв с дерновыми почвами, на которых возможно размещение «критических» пастбищных угодий. В случае, если в составе района на карте государственного масштаба присутствует комплекс почв, необходимо провести детальное исследование его на региональном или локальном уровнях.

После выявления критичных элементов территории может быть сделан численный прогноз накопления радионуклидов в основных видах сельскохозяйственной продукции и компонентах рациона с использованием конкретных данных о свойствах почвы из базы данных, аналитических моделей и сценарных данных о плотности выпадений. Это позволит уточнить локализацию критичных областей пространства для управленцев, планирующих контрмеры. При наличии данных послеаварийного радиационного прогноза или мониторинга оценка степени критичности элементов ландшафта определяется в основном комбинаторикой уровней загрязнения и свойств почвы. Наибольшая критичность соответствует сочетанию наиболее высоких уровней загрязнения почвы с наихудшими агрохимическими ее показателями, наименьшая – сочетанием низких уровней загрязнения с почвами с наилучшими показателями. Положительная сторона примененного подхода состоит в том, что он позволяет адресно проводить контрмеры и мониторинг с выделением в качестве приоритетов конкретных районов и природных объектов разного масштаба.

Таким образом оперативное аварийное реагирование на тяжелую аварию на АЭС с выбросом радионуклидов в окружающую среду может быть

эффективным только при проведении превентивной подготовки системы комплексного радиоэкологического мониторинга, подготовки базы данных и большого массива картографической и другой информации, необходимой для прогнозирования радиационной обстановки при реализованном сценарии аварии. В процессе выполнения работы отработаны ГИС-технологии сбора, обработки и хранения информации, что является важным фактором эффективности аварийного реагирования. Учитывая динамику формирования дозы за всю жизнь – основная ее часть формируется в первые сутки и недели после аварии – превентивная подготовка позволяет предотвратить формирование большей части дозы облучения населения за всю жизнь. Превентивная подготовка особенно важна в случаях, когда необходима эвакуация населения или введение запретительных мер, защитный эффект которых быстро снижается со временем.

При проведении всех видов съемок и исследований предложенная методология использует единый объект (район соответствующего масштаба) и сеточный поход, что вместе обеспечивает пространственное и временное совмещение результатов мониторинга всех сред, контроля качества продукции и результатов расчетов и прогнозов с учетом места и условий ее производства. Это позволяет объективно, достаточно точно и адресно (с указанием конкретного поля, фермы и т.п.) планировать конкретные контрмеры и оптимизировать их с использованием реализованной радиоэкологической критичности в качестве критерия эффективности контрмер. В результате уменьшается неопределенность оценок и планирования контрмер на загрязненных территориях.

База данных каждого элемента территории содержит всю необходимую информацию для отслеживания динамики радиационной обстановки, оценки потенциальной критичности, демографические и другие данные для планирования контрмер и оценки их эффективности, и фактически является его радиационно-экологическим паспортом. Наличие такой базы дает возможность оптимизировать распределение объемов мониторинга между элементами территории по их вкладу в формирование дозы облучения населения (весовым коэффициентам).

Предложенная методология создает возможность после аварии дополнить данные превентивного комплексного мониторинга результатами прогноза формирования радиационной обстановки и оценки ее опасности путем сравнения концентрации основных дозообразующих радионуклидов в продукции и доз облучения населения с национальными и международными нормативами. Это позволит сосредоточить основной объем защитных мероприятий на элементах территории, где эффективность проведения отдельных контрмер или их комбинаций позволяет снизить дозовую нагрузку на население до нормативов. В зависимости от реализованных сценариев аварии экологическую информацию нужно дополнить данными о содержании и поведении в природных средах радионуклидов йода и стронция, характеризующих поведение их в молочной и мясной цепочках, демографическими данными об особенностях пищевых привычек населения и т.п.

Разработанная методология радиоэкологического районирования территории и оценки критичности ее элементов открывает путь к решению задачи моделирования и оценки радиационной обстановки, эффективности контрмер на загрязненных территориях, поэтому ее предложено рассматривать как научно-методическое основание для разработки конкретных объектовых методик долгосрочного превентивного и послеаварийного мониторинга агросферы после тяжелых аварий на АЭС.

Предложено систему аварийного радиационного мониторинга территории возможного воздействия АЭС дополнить разделом «Радиоэкологический мониторинг агросферы», направленным на выяснение и оценку аграрных аспектов проблемы радиоактивного загрязнения окружающей среды. Это позволяет в острой фазе оптимизировать мониторинг, оперативно получить информацию о том – где, когда, какие – контрмеры необходимо провести с целью недопущения облучения населения в дозах, превышающих норматив.

Выводы

1. С целью обеспечения постоянной готовности к аварийному реагированию разработана методология радиоэкологического мониторинга территории, которая может быть подвергнута радиоактивному загрязнению в результате тяжелой аварии на АЭС, при всех возможных метеорологических сценариях. Принципиальным ее отличием является превентивное проведение до аварии радиоэкологического районирования и целевого изучения территории с точки зрения возможностей ведения сельского хозяйства. Этап превентивной подготовки завершается созданием с использованием ГИС – технологий радиоэкологической модели территории и радиоэкологических паспортов районов, картографических слоев и базы данных параметров, необходимых для количественного моделирования процессов формирования радиационной обстановки. Превентивная подготовка позволяет сразу же после получения сообщения о выбросе радиоактивности приступить к прогнозированию последствий и организации мониторинга.

2. Выделенные элементы районирования служат единым универсальным объектом систем мониторинга и прогнозирования радиационной обстановки, контроля качества сельскохозяйственной продукции и проведения контрмер, что обеспечивает пространственное и временное согласование всей информации и адресное проведение приоритетных защитных мероприятий.

3. Для выделения приоритетности и оптимизации объемов мониторинговых работ и контрмер превентивно оценивают потенциальную радиологическую критичность ПРК районов как комплексную оценку интенсивности включения радионуклидов в пищевые цепи, учитывающую: тип ландшафта, тип почвы и землепользования в соответствии с разработанной системой классификаторов. Наиболее критичные районы рассматривают как приоритетные объекты мониторинга. По результатам после аварийного радиационного мониторинга оценивают реализованную радиологическую критичность РРК районов, которая учитывает ПРК и сформированный радиоактивными

выпадениями уровень загрязнения территории, и отражает степень фактической опасности облучения населения от пребывания на элементе территории или от потребления выращенной на нем продукции.

4. Предложенный подход к оценке радиоэкологической критичности территории верифицирован по данным дозиметрической паспортизации населенных пунктов Чернобыльского полигона в 1996 г.: около 90% населенных пунктов с дозами облучения населения выше норматива расположены на территориях, потенциальная критичность которых оценена превентивно как «очень критичная» и «критичная».

Благодарности

Авторы выражают благодарность ДОЕ США, Администрации аварийного реагирования Европы и УНТЦ за финансирование проекта № 5953 «Methodology for long – term radiation monitoring to dose assessment using radiological zoning and modelling of radionuclides migration in environmental and food chains», ориентированного на ликвидацию последствий аварии на АЭС Фукусима-1, в рамках которого выполнена основная часть работы.

Список литературы

Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. 2001. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. /Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. – М., ИздАТ, 752 с.

Бакуров А.С., Романов Г.Н., Шеин Г.П. 1997. Динамика радиационной обстановки на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. – Вопросы радиационной безопасности, № 4, с. 68-74.

Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (Рекомендації). 2007. /За заг. ред. акад.. УААН Прістера Б.С. – Киев, Атіка. 196 с.

Виноградська В.Д. 2014. Прогнозування забруднення сільськогосподарської продукції ^{137}Cs з використанням моделі поведінки радіонукліду в системі «ґрунт – рослина». – Вісник ЖНАУ, т. 1, вип. 2 (42), с. 13-20.

Гаргер Е.К. 2008. Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы. – Ин-т проблем безопасности АЕС НАН Украины, Киевская область, Чернобыль, 192 с.

Гаргер Е.К. 2013. Физическое моделирование аварийных выбросов в атмосфере (Измерение лагранжевых характеристик турбулентности). – Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Киевская область, Чернобыль, 240 с.

Глазовская М.А. 1981. Общее почвоведение и география почв. – М., Высшая школа, 400 с.

Де Корт М., Дюбуа Г., Фридман Ш.Д и др. 1998. Атлас загрязнения Европы

цезием после чернобыльской аварии. – Люксембург, 73 с.

Добровольский В.В. 1984. Проблемы геохимии в физической географии. – М., Просвещение, 144 с.

Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. 1997. /Під ред. Ліхтарьова І.А. – Киев, МОЗ України, 62 с.

Изучение радиоэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массированного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958-1984 гг.) т. III. Радиационная обстановка и динамика поведения радионуклидов в окружающей среде: Отчет по теме “Мираж”. 2005. /ПО “Маяк”, науч. рук. Теверовский Е. Н., Терновский И. А. (Фонды ПО “Маяк”).– Озерск, 1984. Библ. журн. “Вопросы радиационной безопасности”, № 4. – Озерск, Редакционно-издательский центр ВРБ, 132 с.

Ильязов Р.Г., Шакиров Ф.Х., Пристер Б.С. и др. 2006. Адаптация агроэкосферы к условиям техногенеза /под ред. чл.-кор. АН РТ Ильязова Р.Г. – Казань, ФЭН, 664 с.

Лев Т.Д., Пристер Б.С., Виноградская В.Д. 2016. Превентивная интегральная оценка радиоэкологической критичности сельскохозяйственных территорий для целей эффективного управления процессами ликвидации последствий радиационных аварий. – Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины, вип. 26, с. 113-121.

Лев Т.Д., Виноградская В.Д., Пискун В.Н., Тищенко О.Г. 2016а. Создание и организация взаимодействия комплекса пространственных баз данных для решения задач численного моделирования и оценки радиационной ситуации в системах противоаварийного реагирования. – Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля, вип. 26, с. 103-112.

Перельман А.И., Касимов Н.С. 1999. Геохимия ландшафта. – М., 610 с.

Пристер Б.С., Лощилов Н.А., Бондарь П.Ф. и др. 1989. Экспресс-методика оценки плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий колхозов и совхозов радиоактивными изотопами цезия. – Госкомгидромет СССР, Киев, Госагропром УССР, 12 с.

Пристер Б.С. 1999. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины. – Исследования ЦПЭР, номер 20 – Киев, Украина, 104 с.

Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Бебешко В.Г. и др. 2007. Чернобыльская катастрофа: Эффективность мер защиты населения, опыт международного сотрудничества /под ред. акад. УААН Пристера Б.С. – Киев, ЦТИ «Электрика и электрификация», 100 с.

Пристер Б.С. 2008. Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. – Чернобыль, 320 с.

Пристер Б.С., Виноградская В.Д. 2011. Кинетическая модель поведения ^{137}Cs в системе «почва – растение», учитывающая агрохимические свойства почвы. – Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля, вип. 16, с. 151-161.

Пристер Б.С., Гаргер Є.К., Талерко М.М., Виноградская В.Д., Лев Т.Д. 2015. Радиоэкологическое районирование и модель территории для целей мониторинга агросферы после тяжелой аварии на АЭС. – Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля, вип. 25, с. 52-62.

Пристер Б.С., Ключников А.А., Барьяхтар В.Г. и др. 2016. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля. – Чернобыль, 356 с.

Радіоекологічні наслідки 2011. Динаміка радіоактивного забруднення наземних екосистем та ефективність захисних заходів. – Національна доповідь України “Двадцять п’ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього”. – Киев, Вид-во КІМ, с. 39-98.

Руководство по мониторингу при ядерных или радиационных авариях. 2002. – IAEA-TECDOC-1092/R. МАГАТЭ, 322 с.

Талерко Н.Н., Гаргер Е.К., Ключников А.А. 2010. Прогнозирование последствий аварийных выбросов из объектов атомной энергетики с помощью мезомасштабной модели атмосферного переноса LEDI. – Доповіді Національної академії наук України, № 12, с. 74-79.

Федоров Е.А., Пристер Б.С., Романов Г.Н. и др. 1973. Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства при радиоактивном загрязнении окружающей среды. – М., 101 с.

Фортескью Дж. 1985. Геохимия окружающей среды. – М., изд. «Прогресс», 360 с.

Эйзенбад М. 1967. Радиоактивность внешней среды. – М., Атомиздат, 315 с.

Behavior of radionuclides in natural and semi-natural environments. 1996. /M. Belli, F.A. Tikhomirov Editors. – Final Report of Experimental Collaboration Project, No. 5 (1991-1995), European Commission, Belarus, The Russian Federation, Ukraine.

Countermeasures on natural and agricultural areas. 2002. Report French-German Initiative for Chernobyl on Project № 2 «Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident». – Minsk, June 2002, 45 p.

Ehrhardt J. 1997. The RODOS system: decision support for off-site emergency management in Europe. – Nuclear Technology Publishing, vol. 1-4, pp. 35-40.

Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection. 2005. – Safety Guide, Series No. RS-G-1.8. IAEA, Vienna.

Hoe S., McGinnity P., Charnock T. et al. 2009. ARGOS Decision Support System for Emergency Management. – Technical University of Denmark. Available at: http://orbit.dtu.dk/files/3924948/Hoe_paper.pdf.

Gillet A.G., Crout N.M.J., Absalom J.P., Wright S.M., Young S.D., Howard B.J., Barnett C.L., McGrath S.P., Beresford N.A., Voigt G. 2001. Temporal and Spatial Prediction of Radiocaesium Transfer to Food Products. – Radiation Environmental Biophysics, vol. 40, No. 3, pp. 227-235.

Kobayashi T., Kato Y., Tokiwa H., Muramatsu Y., Oono T. 2012. Absorption Shift of Radiocesium by Vegetables. – International science symposium on combating radionuclide contamination in Agro-soil environment. Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council of Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries of Japan. – Tokyo, 8-10 March, p. 397.

MEXT-NRA Research Sites in Kawamata. 2014. – Seminar, April 2014, Tokyo.

Müller H., Pröhl G. 1993. ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents. – Health Physics, vol. 64, No. 3, pp. 232-252.

Nakanishi Chika, Sato Sohei, Furuno Akiko, Terada Hiroaki, Nagai Haruyasu, Muto Shigeo. 2011. WSPEEDI-II system user's manual for a nuclear or radiological emergency. – JAEA-Technology 2011-005, 141 p.

Prister B.S., Barjakhtar V.G., Perepelyatnikova L.V., Vinogradskaya V.D. et al. 2003. Experimental substantiation and parametrization of the model describing ^{137}Cs and ^{90}Sr behaviour in a soil-plant system. – Environment Science and Pollution Research, Special issue 1, pp. 126-136.

Prister B.S., Talerko N.N., Vinogradskay V.D. et al. 2016. Methodology for long-term radiation monitoring for dose assessments using radiological zoning and modeling of radionuclides migration in environmental and food chains. Countermeasures of Cesium Uptake by Farm Crops and Livestock. – Proceeding of the Final ISTC/STCU Technical Review Committee Meeting of Fukushima Initiative “On the Environmental Assessment for Long Term Monitoring and Remediation in and around Fukushima”, Tokyo, Japan, November 5-6, 2015. – JAEA Conf. 2016-002, pp. 55-87. DOI:10.11484/jaea-conf-2016-002.

Prister B.S., Vinogradskaya V.D., Lev T.D., Talerko N.N., Garger E.K., Onisha Y, Tischenko O.G. 2018. Preventive radioecological assessment of territory for optimization of monitoring and countermeasures after radiation accidents. – Journal of Environmental Radioactivity , vol. 184-185, pp. 140-151.

Prister B.S., Perepelyatnikova L.V., Ivanova T.N. et al. 2006. The Classification of Ukrainian Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soils to Reference Plants. – In: Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. – Proceedings of a final research coordination meeting organized by theJoint FAO/IAEA Programme of Nuclear Techniques in Food and Agriculture and held in Chania, Crete, 22-26 September 2003, pp. 179-190.

Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring. 2010. – Safety Reports Series, No. 64. – IAEA, Vienna, 234 p.

Shershakov V.M., Trakhtengerts E.A. 1996. Development of the RODOS/ RECASS system as a distributed, decision making support system in an emergency. – Radiation Protecting Dosimetry, vol. 64, No. 1-2, pp. 143-147.

Soil-Plant Transfer. 2002. – Report French-German Initiative for Chernobyl on Project No. 2 «Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident». – Minsk, June 2002, 45 p.

Steinhauser G., Brandl A., Johnson T.E. 2014. Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts. – Sci. Total Environ, vol. 470-471, pp. 800-817.

Sugiyama G., Nasstrom J., Larsen S., Pobanz B., Simpson M. 2014. National Atmospheric Release Advisory Center (NARAC) Source Estimation Capabilities: R&D to Operations. – CTBTO Workshop, Stockholm, Sweden, September 23-25, 2014, presentation, LLNL-PRES-660636.

Talerko N. 2005. Mesoscale modelling of radioactive contamination formation in Ukraine caused by the Chernobyl accident. – Journal of Environmental Radioactivity, vol. 78, pp. 311-329.

Time-depend optimisation of strategies for counter-measures use to reduce population radiation dose and reclaim abandoned land. 2000. – RECLAIM, EU Contract ERBIC15CT960209 report. – Norway – Gr. Britan, 40 p.

Transfer of radionuclides through the terrestrial environmental to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices. 1995. ECP2, 1991-1995.

Wakeford R. 2007. The Windscale reactor accident – 50 years on. – J. Radiol. Prot., vol. 27, No. 3, pp. 211-215.

References

Aleksakhin R.M., Buldakov L.A., Gubanov V.A et al. 2001. *Krupnye radiatsionnye avarii: posledstviia i zashchitnye mery*` [Major radiation accidents: consequences and protective measures]. Moscow, 752 p.

Bakurov A.S., Romanov G.N., Shein G.P. 1997. Dinamika radiatsionnoi obstanovki na territorii Vostochno - Ural'skogo radioaktivnogo sleda [Dynamics of the radiation situation on the territory of the East Urals radioactive trace]. *Voprosy radiatsionnoi bezopasnosti – Issues of Radiation Safety*, no. 4, pp. 68-74.

Vedennia sil's'kogospodars'kogo virobnitstva na teritoriiakh, zabrudnenikh v naslidok Chornobil's'koï katastrofi, u viddalenii period (Rekomendatsiï) [Conducting agricultural production in the territories contaminated as a result of the Chernobyl disaster in the remote period (Recommendations)]. 2007. Kiev, 196 p.

Vinograds'ka V.D. 2014. Prognozuvannia zabrudnennia sil's'kogospodars'koï produktsiï ^{137}Cs z vikoristanniam modeli povedinki radionuklidiv v sistemi «grunt – roslina» [Prediction of ^{137}Cs Contamination of Agricultural Products Using a

Model of Radionuclide Behavior in the "soil – plant" System]. *Visnik agrarnoi nayki – Bulletin of Agrarian Science* , vol. 1, issue 2(42), pp. 13-20.

Garger E.K. 2008. *Vtorichnyi pod"em radioaktivnogo aerozolia v prizemnom sloe atmosfery* [Secondary rise of radioactive aerosol in the ground layer of the atmosphere]. Institute of Security Problems AES NAS of Ukraine, Kiev region, Chernobyl, 192 p.

Garger E.K. 2013. *Fizicheskoe modelirovanie avariinykh vybrosov v atmosfere (Izmerenie lagranzhevykh kharakteristik turbulentnosti)* [Physical modeling of emergency emissions in the atmosphere (Measurement of Lagrangian characteristics of turbulence)]. Institute of Security Problems AES NAS of Ukraine, Kiev region, Chernobyl, 240 p.

Glazovskaia M.A. 1981. *Obshchee pochvovedenie i geografiia pochv.* [General soil science and geography of soils]. Moscow, High school Publ., 400 p.

DeKort M., Diubua G., Fridman Sh. D. et al. 1998. *Atlas zagriazneniia Evropy tseziem posle chernobyl'skoi avarii* [Atlas of pollution of Europe with cesium after the Chernobyl accident]. Luxembourg, 73 p.

Dobrovol'skii V.V. 1984. *Problemy geokhimii v fizicheskoi geografii* [Problems of geochemistry in physical geography]. Moscow, Education Publ., 144 p.

Zagal'no derzhavna pasportizatsiia naselenikh punktiv Ukraïni, iaki zaznali radioaktivnogo zabrudnennia pislia Chornobil's'koï avariï [National certification of settlements of Ukraine that suffered radioactive contamination after the Chernobyl accident]. 1997. Kiev, Ministry of Health of Ukraine, 62 p.

Izuchenie radioekologicheskikh, radiatsionno-gigienicheskikh i sotsial'no-khoziaistvennykh posledstvii massirovannogo radioaktivnogo zagriazneniia bol'shikh ploshchadei (1958-1984 gg.) t. III. Radiacionnaya obstanovka i dinamika povedeniya radionuklidov v okruzhayushhej srede: Otchet po teme "Mirazh" [Study of Radioecological, Radiation-hygienic and Socio-economic Consequences of Intensive Radioactive Contamination of Large Areas (1958-1984), vol. III, Radiation situation and dynamics of radionuclide behavior in the environment: Report on the topic "Mirage"]. 2005. Bibl. zhurn."Vopr. padiatsion. bezopasnosti" [Bibliography of the journal "Radiation Safety Issues], no. 4, Ozersk, 132 p.

Il'iazov R.G., Shakirov F.Kh., Prister B.S. et al. 2006. *Adaptatsiia agroekosfery k usloviiam tekhnogeneza* [Adaptation of the agroecosphere to the conditions of technogenesis]. Kazan, FEN Publ., 664 p.

Lev T.D., Prister B.S., Vinogradskaya V.D. 2016. Preventivnaia integral'naia otsenka radioekologicheskoi kritichnosti sel'skokhoziaistvennykh territorii dlia tselei effektivnogo upravleniia protsessami likvidatsii posledstvii radiatsionnykh avarii. [Preventive integral assessment of radioecological criticality of agricultural territories for the purposes of effective management of the processes of elimination of the radiation accidents consequences]. *Problemi bezpeki atomnikh elektro-stantsii i Chornobilia – Problems of safety of nuclear power plants and Chernobyl*, issue 26, pp. 113-121.

Lev T.D., Vinogradskaia V.D., Piskun V.N., Tishchenko O.G. 2016a. Sozdanie i organizatsiia vzaimodeistviia kompleksa prostranstvennykh baz dannykh dlia resheniia zadach chislennogo modelirovaniia i otsenki radiatsionnoi situatsii v sistemakh protivoavariinogo reagirovaniia. [Creation and organization of interaction of a complex of spatial databases for solving problems of numerical simulation and assessment of the radiation situation in emergency response systems]. *Problemi bezpeki atomnikh elektrostantsii i Chornobilia – Problems of safety of nuclear power plants and Chernobyl*, issue 26, pp. 103-112.

Perel'man A.I., Kasimov N.S. 1999. *Geokhimiia landshafta* [Geochemistry of the landscape]. Moscow, 610 p.

Prister B.S., Loshchilov N.A., Bondar' P.F. et al. 1989. *Ekspress-metodika otsenki plotnosti zagriazneniia sel'skokhoziaistvennykh ugodii kolkhozov i sovkhozov radioaktivnym iizotopami tseziia* [Express method for assessing the density of contamination of agricultural lands of collective and state farms with radioactive isotopes of cesium]. Goskomgidromet of the USSR, Kiev, Gosagroprom of the Ukrainian SSR, 12 p.

Prister B.S. 1999. *Posledstviia avarii na Chernobyl'skoi AES dlia sel'skogo khoziaistva Ukrainy* [Consequences of the Chernobyl disaster for agriculture in Ukraine]. Research of CPER, no. 20, Kiev, Ukraine, 104 p.

Prister B.S., Aleksakhin R.M., Bebeshko V.G. et al. 2007 *Chernobyl'skaia katastrofa: Effektivnost' mer zashchity naseleniia, opyt mezhdunarodnogo sotrudnichestva* [Chernobyl disaster: Effectiveness of population protection measures, experience of international cooperation]. Kiev, TTI "Electrics and Electrification" Publ., 100 p.

Prister B.S. 2008. *Problemy sel'skokhoziaistvennoi radioekologii I radiobiologii pri zagriaznenii okruzhaiushchei sredy molodoi smes'iu produktov iadernogo deleniia*. [Problems of agricultural radioecology and radiobiology in the event of environmental contamination with a young mixture of nuclear fission products]. Chernobyl, 320 p.

Prister B.S., Vinogradskaya V.D. 2011. Kineticheskaia model' povedeniia ^{137}Cs v sisteme «pochva - rastenie», uchityvaiushchaia agrokhimicheskie svoistva pochvy. [Kinetic model of ^{137}Cs behavior in the "soil-plant" system, taking into account the agrochemical properties of the soil]. *Problemi bezpeki atomnikh elektrostantsii i Chornobilia – Problems of safety of nuclear power plants and Chernobyl*, issue 16, pp. 151-161.

Prister B.S., Garger Є.K., Talerko M.M., Vinogradskaya V.D., Lev T.D. 2015. Radioekologicheskoe raionirovanie i model' territorii dlia tselei monitoringa agrosfery posle tiazheloi avarii na AES [Radioecological zoning and a model of the territory for monitoring agrosphere after a severe accident at a nuclear power plant]. *Problemi bezpeki atomnikh elektrostantsii i Chornobilia – Problems of safety of nuclear power plants and Chernobyl*, issue 25, pp. 52-62.

Prister B.S., Kliuchnikov A.A., Bar'iakhtar V.G., Shestopalov V.M., Kukhar'V.P. 2016. *Problemy bezopasnosti atomnoi energetiki. Uroki Chernobylia* [Nuclear

power safety issues. Lessons of Chernobyl]. Chernobyl, 356 p.

Radioekologichni naslidki. Dinamika radioaktivnogo zabrudnennia nazemnikh ekosistem ta efektivnist' zakhisnikh zakhodiv. [Radioecological consequences. Dynamics of radioactive contamination of terrestrial ecosystems and the effectiveness of protective measures]. 2011. Natsional'na dopovid' Ukraïni "Dvadtsiat' p'iat' rokiv Chornobil's'koï katastrofi. Bezpeka maibutn'ogo" [National Report of Ukraine "Twenty-five Years after the Chernobyl Disaster. Safety for the Future"]. Kiev, pp. 39-98.

Rukovodstvo po monitoringu pri iadernykh i radiatsionnykh avariiakh [Guidelines for monitoring nuclear or radiation accidents]. 2002. IAEA-TECDOC-1092/R, IAEA, 322 p.

Talerko N.N., Garger E.K., Kliuchnikov A.A. 2010. Prognozirovanie posledstvii avariinykh vybrosov iz ob"ektov atomnoi energetiki s pomoshch'iu mezomasshtabnoi modeli atmosfernogo perenosa LEDI [Predicting the consequences of accidental releases from nuclear power facilities using a mesoscale model of atmospheric transport Lady]. *Dopovidi Natsional'noï akademiï nauk Ukraïni – Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*, no. 12, pp. 74-79.

Fedorov E.A., Prister B.S., Romanov G.N., Aleksakhin et al. 1973. *Rekomendatsii po vedeniiu sel'skogoilesnogo khoziaistva pri radioaktivnom zagriaznenii okruzhaiushchei sredy* [Recommendations for the management of agriculture and forestry in radioactive contamination of the environment]. Moscow, 101 p.

Fortescue J. 1985. *Geokhimiia okruzhaiushchei sredy* [Geochemistry of the environment]. Moscow, Progress Publ., 360 p.

Eizenbad M. 1967. *Radioaktivnost' vneshnei sredy* [Radioactivity of the external environment]. Moscow, Atomizdat Publ., 315 p.

Behavior of radionuclides in natural and semi-natural environments. 1996. /M. Belli, F.A. Tikhomirov Editors. – Final Report of Experimental Collaboration Project, No. 5 (1991-1995), European Commission, Belarus, The Russian Federation, Ukraine.

Countermeasures on natural and agricultural areas. 2002. Report French-German Initiative for Chernobyl on Project № 2 «Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident». – Minsk, June 2002, 45 p.

Ehrhardt J. 1997. The RODOS system: decision support for off-site emergency management in Europe. – Nuclear Technology Publishing, vol. 1-4, pp. 35-40.

Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection. 2005. – Safety Guide, Series No. RS-G-1.8. IAEA, Vienna.

Hoe S., McGinnity P., Charnock T. et al. 2009. ARGOS Decision Support System for Emergency Management. – Technical University of Denmark. Available at: http://orbit.dtu.dk/files/3924948/Hoe_paper.pdf.

Gillet A.G., Crout N.M.J., Absalom J.P., Wright S.M., Young S.D., Howard B.J., Barnett C.L., McGrath S.P., Beresford N.A., Voigt G. 2001. Temporal and Spatial

Prediction of Radiocaesium Transfer to Food Products. – Radiation Environmental Biophysics, vol. 40, No. 3, pp. 227-235.

Kobayashi T., Kato Y., Tokiwa H., Muramatsu Y., Oono T. 2012. Absorption Shift of Radiocesium by Vegetables. – International science symposium on combating radionuclide contamination in Agro-soil environment. Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council of Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries of Japan. – Tokyo, 8-10 March, p. 397.

MEXT-NRA Research Sites in Kawamata. 2014. – Seminar, April 2014, Tokyo.

Müller H., Pröhl G. 1993. ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents. – Health Physics, vol. 64, No. 3, pp. 232-252.

Nakanishi Chika, Sato Sohei, Furuno Akiko, Terada Hiroaki, Nagai Haruyasu, Muto Shigeo. 2011. WSPEEDI-II system user's manual for a nuclear or radiological emergency. – JAEA-Technology 2011-005, 141 p.

Prister B.S., Barjakhtar V.G., Perepelyatnikova L.V., Vinogradskaya V.D. et al. 2003. Experimental substantiation and parametrization of the model describing ^{137}Cs and ^{90}Sr behaviour in a soil-plant system. – Environment Science and Pollution Research, Special issue 1, pp. 126-136.

Prister B.S., Talerko N.N., Vinogradskay V.D. et al. 2016. Methodology for long-term radiation monitoring for dose assessments using radiological zoning and modeling of radionuclides migration in environmental and food chains. Countermeasures of Cesium Uptake by Farm Crops and Livestock. – Proceeding of the Final ISTC/STCU Technical Review Committee Meeting of Fukushima Initiative "On the Environmental Assessment for Long Term Monitoring and Remediation in and around Fukushima", Tokyo, Japan, November 5-6, 2015. – JAEA Conf. 2016-002, pp. 55-87. DOI:10.11484/jaea-conf-2016-002.

Prister B.S., Vinogradskaya V.D., Lev T.D., Talerko N.N., Garger E.K., Onisha Y, Tischenko O.G. 2018. Preventive radioecological assessment of territory for optimization of monitoring and countermeasures after radiation accidents. – Journal of Environmental Radioactivity , vol. 184-185, pp. 140-151.

Prister B.S., Perepelyatnikova L.V., Ivanova T.N. et al. 2006. The Classification of Ukrainian Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soils to Reference Plants. – In: Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. – Proceedings of a final research coordination meeting organized by theJoint FAO/IAEA Programme of Nuclear Techniques in Food and Agriculture and held in Chania, Crete, 22-26 September 2003, pp. 179-190.

Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring. 2010. – Safety Reports Series, No. 64. – IAEA, Vienna, 234 p.

Shershakov V.M., Trakhtengerts E.A. 1996. Development of the RODOS/RECASS system as a distributed, decision making support system in an emergency.

– Radiation Protecting Dosimetry, vol. 64, No. 1-2, pp. 143-147.

Soil-Plant Transfer. 2002. – Report French-German Initiative for Chernobyl on Project No. 2 «Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident». – Minsk, June 2002, 45 p.

Steinhauser G., Brandl A., Johnson T.E. 2014. Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts. – Sci. Total Environ, vol. 470-471, pp. 800-817.

Sugiyama G., Nasstrom J., Larsen S., Pobanz B., Simpson M. 2014. National Atmospheric Release Advisory Center (NARAC) Source Estimation Capabilities: R&D to Operations. – CTBTO Workshop, Stockholm, Sweden, September 23-25, 2014, presentation, LLNL-PRES-660636.

Talerko N. 2005. Mesoscale modelling of radioactive contamination formation in Ukraine caused by the Chernobyl accident. – Journal of Environmental Radioactivity, vol. 78, pp. 311-329.

Time-depend optimisation of strategies for counter-measures use to reduce population radiation dose and reclaim abandoned land. 2000. – RECLAIM, EU Contract ERBIC15CT960209 report. – Norway – Gr. Britan, 40 p.

Transfer of radionuclides through the terrestrial environmental to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices. 1995. ECP2, 1991-1995.

Wakeford R. 2007. The Windscale reactor accident – 50 years on. – J. Radiol. Prot., vol. 27, No. 3, pp. 211-215.

Статья поступила в редакцию: 30.04.2017 г. После переработки:14.06.2017 г.